第46卷 第7期
2023年7月

干旱区地理
ARID LAND GEOGRAPHY

Vol. 46 No. 7
Jul. 2023

中国西北干旱区植被水分利用效率变化对气象要素的响应
——以新疆为例

高晓宇[1]， 郝海超[2,3]， 张雪琪[1,4]， 陈亚宁[4]

（1. 中国科学院大学，北京 100049；2. 华东师范大学地理科学学院，上海 200241；3. 华东师范大学地理信息科学教育部重点实验室，上海 200241；4. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室，新疆 乌鲁木齐 830011）

摘 要： 水分利用效率(WUE)通过联系陆地生态系统碳水循环过程，成为理解植被生态系统对气候变化响应的一个重要指标。结合1990—2020年的遥感影像与再分析数据产品，基于光能利用效率(CASA)模型反演净初级生产力(NPP)和实际蒸散发(ET)系统分析了1990—2020年新疆植被WUE的时空变化规律，讨论并探究了影响植被WUE变化的驱动力因子。结果表明：过去31 a新疆植被WUE整体呈下降趋势，但以2003年为转折点，转折点之前呈波动下降趋势，之后呈波动上升趋势。31 a来新疆植被WUE的空间格局没有发生明显变化，高值集中在平原区，特别是绿洲及荒漠-绿洲过渡带，低值集中在山区。通过分析发现，新疆植被WUE变化主要归因于降水、蒸散发及水汽压等气候因子影响。研究结果对于筛选出结构合理、节水性强、生产力高的人工和天然植被结构类型，实现干旱和半干旱地区植被建设的可持续发展具有参考价值，特别是对新疆生态系统安全与农牧业可持续发展具有现实意义。

关 键 词： 水分利用效率；净初级生产力；实际蒸散发；气候变化

文章编号： 1000-6060(2023)07-1111-10(1111~1120)

水分利用效率(WUE)不仅反映了植物的生理过程及适应度，而且通过联系生态系统碳循环与水循环过程，成为理解陆地生态系统对气候变化响应的一个重要途径[1-2]。WUE是指植物每消耗单位质量水所产生的CO_2(或干物质)的数量。最初构想于农学、植物生理学和生态学领域[3]。传统意义上，多利用通量塔、光合测定分析仪等设备获取实测的植物叶片净光合速率和蒸腾速率，进而核算WUE[4]。然而该方法很难在大的区域尺度上开展应用。随着遥感技术的进步，越来越多的学者关注到可以通过覆盖面广、时效性高、连续性强的遥感数据监测WUE的动态变化，这种高效便捷的方法迅速得到广泛推崇与应用[5-7]。在全球变暖和联合国指导各国节能减排的背景下[8]，碳与水的关系尚不清楚，研究“固碳量”与“用水量”的关系尤为重要[9]。

相关研究表明，一方面水分条件对WUE具有显著的影响[10]；另一方面，CO_2浓度升高(意味着升温趋势更强烈)显著促进了WUE的增高，同时，气温又通过控制蒸散耗水过程而间接地降低了WUE[11]。1990—2020年，新疆大幅增温，极端降水事件的频度和强度增加[12]，气候变化要素对WUE的影响复杂。随着全球变暖，导致WUE随气候变化表现为上升或下降趋势，或是表现为先增加后下降或先下降后增加的趋势。对干旱区生态系统而言，气候变化对WUE这种阶段变化的阈值目前仍不清楚。西北干旱区具有独特的山地-绿洲-荒漠景观，山地-平

收稿日期： 2022-10-20； **修订日期：** 2022-12-01
基金项目： 新疆维吾尔自治区自然科学基金项目(2021D01E02)；中国科学院重点部署项目(ZDRWZS-2019-3)资助
作者简介： 高晓宇(1977-)，男，博士研究生，主要从事干旱区水资源与生态保护研究. E-mail: xiaoyugaoucas@126.com
通讯作者： 陈亚宁(1958-)，男，博士，研究员，主要从事水资源与地表过程研究. E-mail: chenyn@ms.xjb.ac.cn

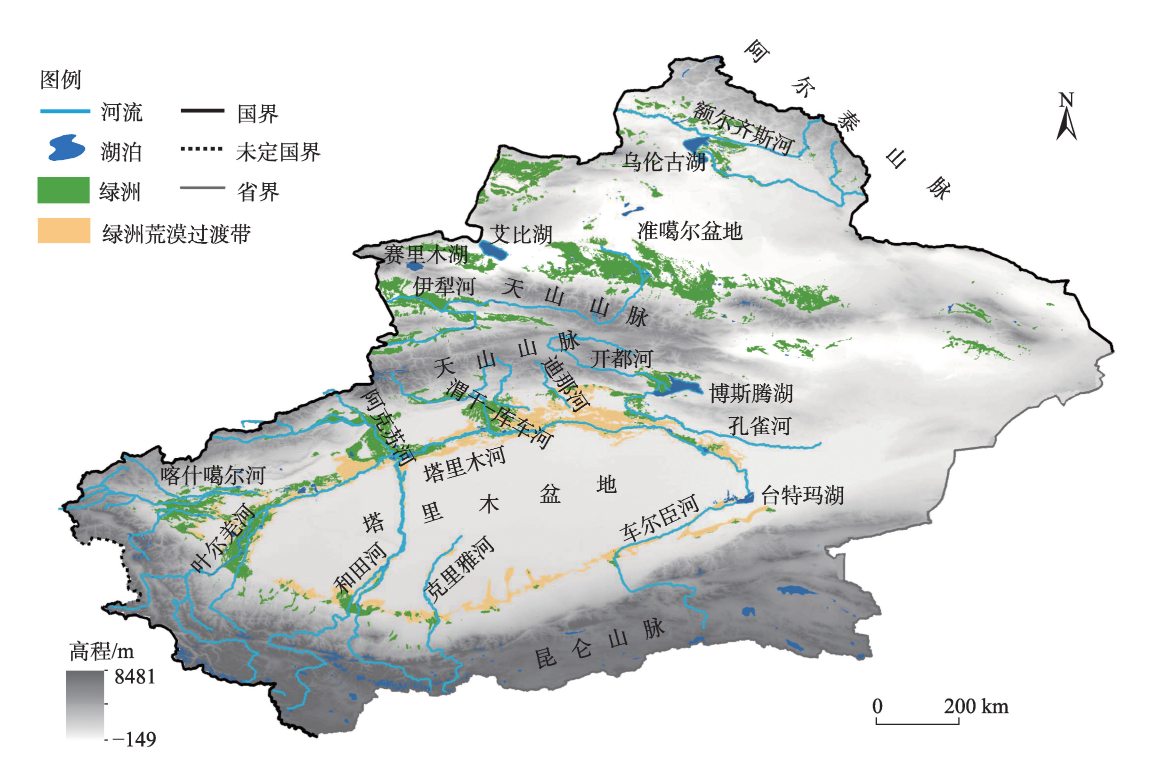
原生态系统的稳定是干旱区生态环境可持续的根本保障。

目前，国内外研究已经对WUE与气象因子之间的关系做了大量的研究工作，其研究结果表明气候要素是植被WUE变化的因子[13-14]。裴婷婷等[15]研究了黄土高原不同植被类型的WUE对降水和气温的敏感度，发现植被类型是导致敏感度差异的关键因素，其中灌丛对气温和降水的敏感度明显高于森林和草原。崔茜琳等[16]发现植物WUE对气候因子的响应存在阈值效应，即当年降水量<700 mm时，WUE（青藏高原）对降水的敏感度随降水量的增加而减小，而当年降水量>700 mm时，WUE对降水的响应情况与此相反。

随着温室气体的大量排放，全球变暖已是一个不争的事实。西北干旱区的升温速率更是高于全国、全球水平[17]。这势必会加快水循环过程，加速高山带的冰川积雪融化，改变径流补给形式，加大山区径流的不确定性，进而造成区域水储量减少，改变区域植被WUE状况，甚至影响植被的生境分布格局[17-18]。因此，了解1990—2020年新疆的生态系统WUE变化及开展相关的驱动机制研究对该地区的生态安全与农牧业可持续发展具有重要意义[19]，同时，也有利于该地区更好地应对水资源日益短缺的严峻形势[20]。

1 研究区概况

新疆（73°40′~96°23′E，34°25′~49°10′N）位于中国的西北部，远离海洋，是一个典型的干旱、半干旱区，面积约1.6×10^6 km^2（图1）。新疆呈“三山夹两盆”的地形分布格局，3条山脉：从南到北依次为昆仑山、天山和阿尔泰山；由于这些高大山脉阻挡了大气环流的运动状态，导致气流下沉，并在其雨影区形成2个巨大的沙漠盆地，即南部的塔里木盆地和北部的准噶尔盆地。该地区的年平均气温10~15 ℃，年降水量小于150 mm，仅为中国平均水平（630 mm）的23%。天山将新疆划分为北部和南部。新疆北部属于大陆性干旱和半干旱气候，冬季平均气温-13 ℃，夏季平均气温22.2 ℃。新疆南部属于大陆性干旱气候，冬季平均气温-5.7 ℃，夏季平均气温24.4 ℃。新疆北部的年降水量为210 mm，而新疆南部的年降水量不足100 mm。由于气候干燥，新疆的蒸发量非常大，年平均蒸发量1000~4500 mm。



注：该图基于国家测绘地理信息局标准地图服务网站下载的审图号为GS(2019)3333号的标准地图制作，底图边界无修改。下同。

图1 研究区示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the study area

2 数据与方法

2.1 数据来源

本文使用的数据包括：(1) 输入光能利用效率(CASA)模型用于计算净初级生产力(NPP)的地表参数：来源于NASA提供的MODIS产品(https://ladsweb.nascom.nasa.gov/search/)；(2) 气温数据：来源于GLDAS的T3H产品(http://ldas.gsfc.nasa.gov/gldas/0.25)；(3) 土地利用覆被数据：来源于中国科学院资源环境科学数据中心(http://www.resdc.cn/)；(4) 数字高程模型(DEM)数据：来源于地理空间数据云(http://www.gscloud.cn/)；(5) 用于解析WUE变化的气象要素数据包括：实际蒸散发(ET)、饱和水汽压差(VPD)、实际水汽压(VAP)、潜在蒸散发(PET)、降水(PRE)数据，来源于TerraClimate再分析数据[21](https://www.ecmwf.int)，其中饱和水汽压(VSP)定义为VAP与VPD之和。各类数据具体信息如表1所示。

2.2 研究方法

2.2.1 NPP计算 CASA模型在充分考虑植被生理生态特征的基础上，通过输入可获取性强、时效性高的遥感数据，精准反演区域NPP的动态变化过程，被广泛的应用于区域研究[22]。原一荃等[23]基于实测生物量数据验证了CASA模型反演NPP结果的可靠性，基于二者相对均方根误差(6.22%)充分肯定了CASA模型的性能水平。基于此，本文利用CASA模型估算新疆植被NPP，输入的主要参数包括植被的光合有效辐射和实际光能利用率，计算公式如下：

$$NPP(i,m) = APAR(i,m) \times \varepsilon(i,m) \tag{1}$$

式中：$NPP(i,m)$为第m个月、第i个像元处的植被净初级生产力($g\ C\cdot mm^{-1}\cdot m^{-2}$)；$APAR(i,m)$为第$m$个月、第$i$个像元处植被的光合有效辐射；$\varepsilon(i,m)$为第$m$个月、第$i$个像元处植被的实际光能利用率。

2.2.2 WUE计算 WUE被定义为单位面积上植物每消耗1 mm水被同化为生物质或谷物的碳量($g\ C\cdot mm^{-1}\cdot m^{-2}$)[24]，计算公式如下：

$$WUE = NPP/ET \tag{2}$$

式中：WUE为植被水分利用效率($g\ C\cdot mm^{-1}\cdot m^{-2}$)；NPP为植被净初级生产力($g\ C\cdot m^{-2}$)；ET为实际蒸散发($mm\cdot m^{-2}$)。

2.2.3 WUE的趋势 基于一元线性回归分析的方法分别在年际、月际尺度上，逐栅格计算1990—2020年新疆WUE的回归系数，即斜率(Slope)，计算公式如下：

$$Slope = \frac{n\sum_{j=1}^{n} j \times P_j - \sum_{j=1}^{n} j \times \sum_{j=1}^{n} P_j}{n\sum_{j=1}^{n} j^2 - \left(\sum_{j=1}^{n} j\right)^2} \tag{3}$$

式中：n为研究的时间序列长度(本文n=31)；j为n中的样本，即第j年或第j月；P_j为第j年或第j月WUE

表1 CASA模型和气候要素所需数据产品

Tab. 1 Data products required for CASA model and climatic elements

产品名称	提供的地表特征参数	时间分辨率	空间分辨率
MCD15A3H	光合有效辐射吸收比例(FPAR)	4 a合成	500 m×500 m
MCD15A2H	光合有效辐射吸收比例(FPAR)	8 a合成	500 m×500 m
MOD13A1	归一化植被指数(NDVI)	16 a合成	500 m×500 m
Landsat5/7/8	归一化植被指数(NDVI)	16 a合成	30 m×30 m
MCD12Q1	土地利用类型(IGBP)	96 a合成	500 m×500 m
中科院数据产品	土地利用类型25类	2013年	30 m×30 m
T3H(GLDAS)	气温(TEM)	3 h	0.25°×0.25°
TerraClimate	太阳辐射(SOL)	月	1/24°(~4 km)
TerraClimate	饱和水汽压差(VPD)	月	1/24°(~4 km)
TerraClimate	实际水汽压(VAP)	月	1/24°(~4 km)
TerraClimate	潜在蒸散发(PET)	月	1/24°(~4 km)
TerraClimate	降水(PRE)	月	1/24°(~4 km)
TerraClimate	实际蒸散发(ET)	月	1/24°(~4 km)
ASTER GDEMV2	数字高程模型(DEM)	–	30 m

注：“–”表示无数值。

的平均值。

2.2.4 Pearson相关系数法 本文同时利用Pearson相关系数法对生态系统WUE与气候要素之间的相关性做了进一步分析，本过程基于Matlab软件实现，计算公式如下：

$$r=\frac{\sum_{i=1}^{n}(X_i-\bar{X})(Y_i-\bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(X_i-\bar{X})^2}\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(Y_i-\bar{Y})^2}} \quad (4)$$

式中：r为Pearson相关系数；n为时间序列长度；X_i和Y_i分别为第i年WUE值和选择的气候要素值(包括VSP、VAP、VPD、PET、PRE、ET)；$\bar{X}$和$\bar{Y}$分别为WUE多年平均值和相关的气候要素的多年平均值。

3 结果与分析

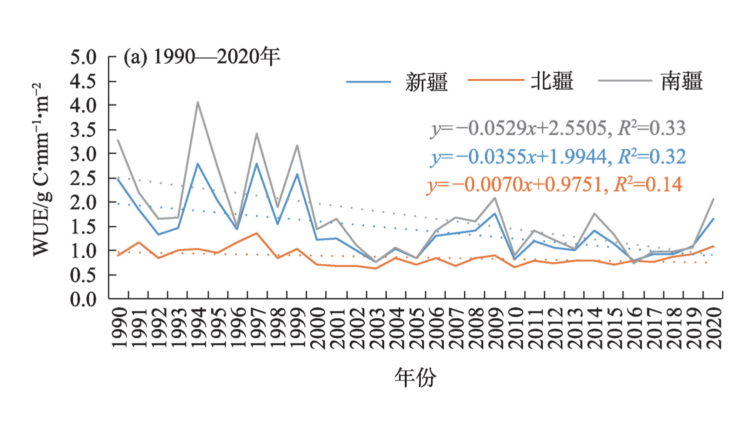
3.1 新疆植被WUE的年际变化特征

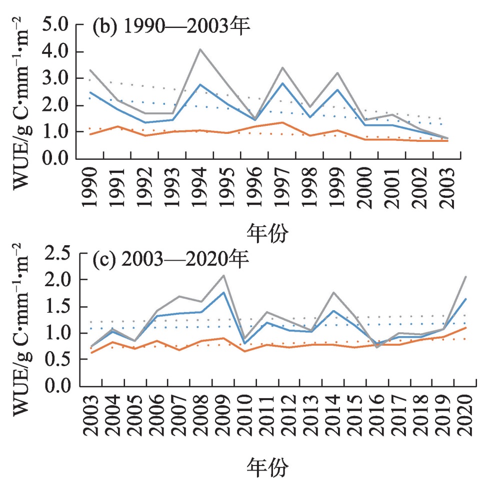
本文研究区为30 m土地利用类型[25](草原、耕地、森林、灌丛和湿地)区域的总和。在1990—2020年时间序列上，新疆(北疆、南疆)植被WUE年均值变化幅度均集中在0.60~4.10 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}的范围内，且均呈波动下降趋势。其中，南疆地区植被WUE年下降趋势最高(−0.0529 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})，而北疆地区植被WUE年下降趋势最低(−0.0070 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})，新疆植被WUE年下降趋势介于二者之间(−0.0355 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})(图2a)。然而本研究发现，不同时段上的时间趋势有所不同且呈相反态势。2003年为其转折点，2003年之前，新疆(北疆、南疆)植被WUE呈波动下降趋势；2003年之后，新疆(北疆、南疆)植被WUE呈波动上升趋势(图2b~c)。这与新疆1998年左右呈现跃变式升温、蒸发旺盛、干旱加剧[26]，植被为了更好的生存进而调节植被生态系统WUE有关。

3.2 新疆植被WUE的空间变化特征

1990—2020年新疆植被WUE年均值大部分集中于0~24 g C·mm^{-1}·m^{-2}，但高于24 g C·mm^{-1}·m^{-2}的区域主要集中在和田河与叶尔羌河上游的昆仑山、车尔臣河下游、库木库里盆地及零星分布于其他山区(天山和阿尔泰山)(图3h)。由于新疆常年干旱，PET高，但实际蒸发处于极端低值。为了突显数值色带表示地域分异规律的准确性与科学性，本研究将1990—2020年(每5 a)新疆植被WUE及其均值数值范围限制在0~24 g C·mm^{-1}·m^{-2}。并通过新疆(北疆和南疆)植被WUE空间分布影像发现，平原绿洲和荒漠-绿洲过渡带区域植被WUE高于山区，较低纬度区域植被WUE高于较高纬度。其中，南疆地区植被WUE高于北疆地区(图3)。总体来看，1990—2020年新疆植被WUE的空间格局没有发生明显变化。

1990—2020年新疆植被WUE整体呈轻微下降趋势-0.0016 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}(图4)。空间上，上升区面积占比(55%)大于下降区面积占比(45%)。其中，显著上升的面积占比(39%)高于显著下降区(33%)。显著上升的区域主要集中在山区，显著下降的区域集中在平原绿洲区。其中，北疆地区与新





注：WUE为水分利用效率。下同。

图2 1990—2020年新疆(北疆和南疆)植被WUE的时间变化趋势

Fig. 2 Temporal trends of vegetation WUE in Xinjiang (northern and southern Xinjiang) from 1990 to 2020

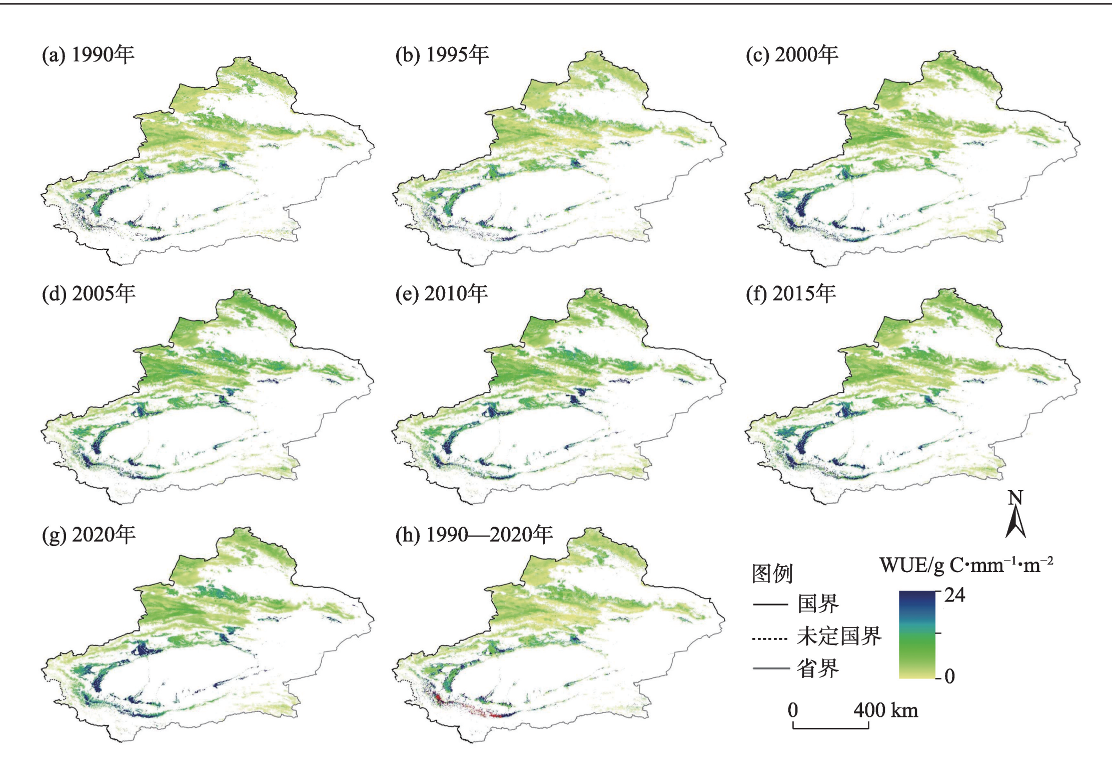


图3　1990—2020年新疆植被WUE及其均值的空间分布

Fig. 3　Spatial distributions of vegetation WUE and its mean value in Xinjiang from 1990 to 2020

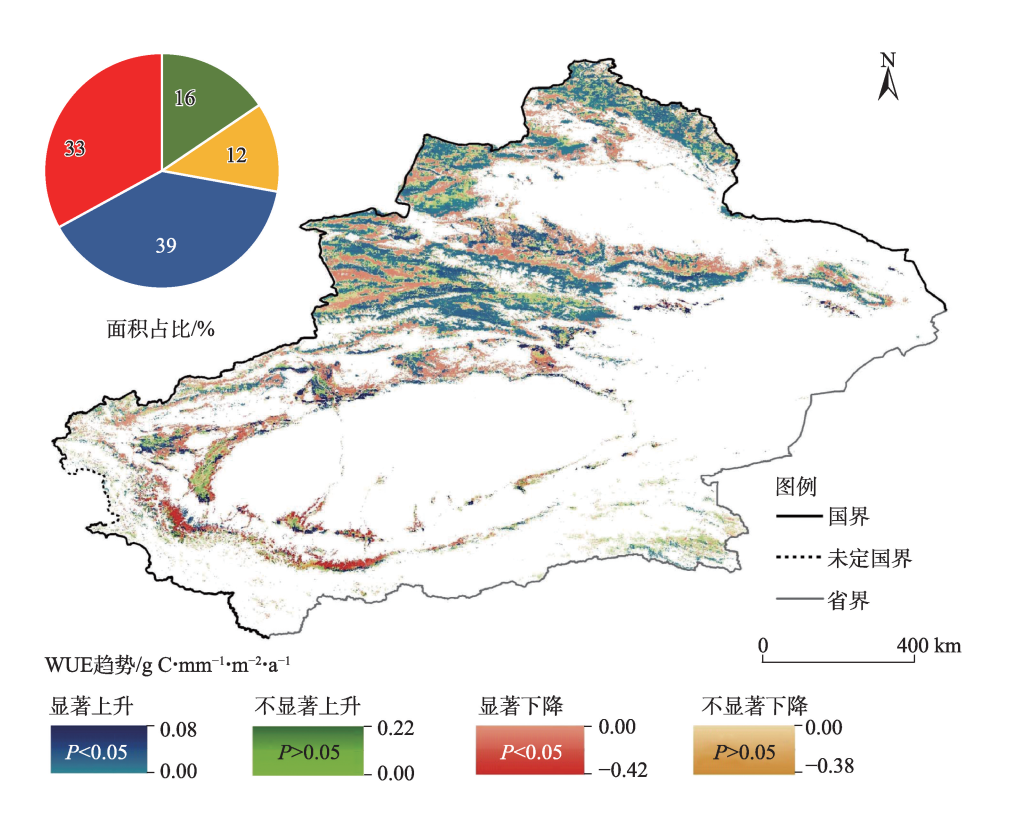


图4　1990—2020年新疆植被WUE的空间趋势分异

Fig. 4　Spatial trend divergence of vegetation WUE in Xinjiang from 1990 to 2020

疆整体规律一致，显著上升区面积占比(44%)大于显著下降区(31%)；而南疆地区显著下降区的面积占比(36%)大于显著上升区(32%)。新疆及各地区植被WUE趋势由高到低排序为：南疆地区(−0.0380

g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})、北疆地区(−0.0050 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})和新疆(−0.0016 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})。

3.3 新疆植被WUE的垂直梯度分异

除了1999年南疆山区植被WUE高于其平原区外，新疆和北疆在1990—2020年平原区植被WUE均高于山区且新疆及南北疆山区和平原区植被WUE均呈下降趋势(图5)。新疆山区植被WUE下降趋势介于南北疆之间为−0.0361 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}(图5a)。山区植被WUE年下降趋势最高为南疆山区(−0.0712 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})，下降趋势最低的为北疆山区(−0.0009 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})(图5b~c)。平原区植被WUE年下降趋势最高仍为南疆平原区(−0.0424 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})，下降趋势最低仍为北疆平原区(−0.0108 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})。新疆平原区植被WUE下降趋势介于南北疆之间，为−0.0266 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}(图5)。

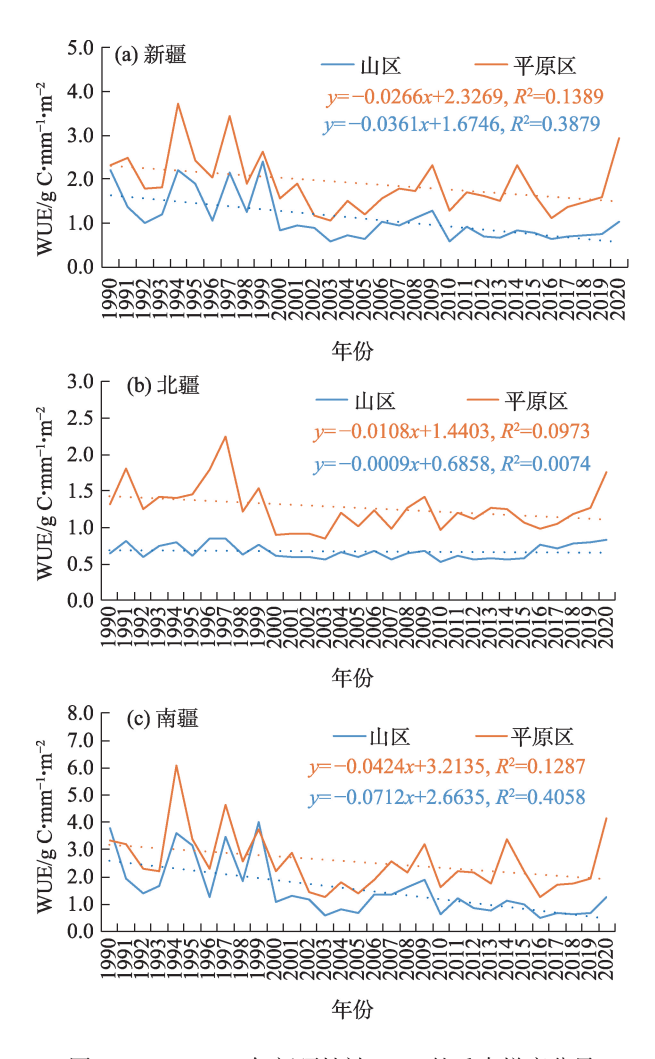


图5 1990—2020年新疆植被WUE的垂直梯度分异

Fig. 5 Vertical gradient divergence of vegetation WUE in Xinjiang from 1990 to 2020

3.4 新疆不同植被类型WUE的变化特征

人工植被是土地利用类型的耕地与归一化植被指数(NDVI)大于0.1区域的交集[27]，所有植被区剔除掉人工植被区为自然植被区。通过对1990—2020年新疆不同植被类型年均WUE及其趋势变化分析，发现人工植被WUE(2.31 g C·mm^{-1}·m^{-2})高于自然植被WUE(1.23 g C·mm^{-1}·m^{-2})，自然植被中主要包括森林、灌丛、湿地和草原。其中，草原WUE最高(2.84 g C·mm^{-1}·m^{-2})，灌丛WUE最低(0.46 g C·mm^{-1}·m^{-2})，森林WUE和湿地WUE均介于草原与灌丛之间，但森林WUE(1.08 g C·mm^{-1}·m^{-2})高于湿地WUE(0.56 g C·mm^{-1}·m^{-2})(图6a)。不同植被类型WUE由高到低排序为：草原、人工植被、自然植被、森林、湿地和灌丛。人工植被由于受人为精准灌溉与技术培育的影响，导致其NPP增加，从而导致其WUE为高值。虽然自然植被需要通过提高其WUE达到应对恶劣的干旱气候，但自然植被WUE仍低于人工植被。在自然植被中，森林和湿地气候环境相对湿润，处于不缺水的生境。因此，森林和湿地ET较大且在WUE中占主导地位，从而导致WUE处于低值。但草原是新疆最主要的植被类型，所在区域较为干旱，ET较低，对气候变化较为敏感，同样需要提高其WUE来应对恶劣的气候环境。因此，草地WUE最高。

就不同植被类型年均序列WUE趋势而言，人工植被和草原的趋势为负值。首先，此区域大部分为草原，人工植被为作物，大部分集中于高纬度亚高山草甸区域(平原区海拔<1500 m)，对气候变化较为敏感。其次，由于全球变暖，气温升高，干旱加剧，1990—2020年植被NPP降低，ET增加，导致人工植被和草原WUE呈降低趋势。森林、灌丛和湿地多集中于山区，山区气候环境相对湿润，干旱气候环境并不影响此区域植被对水分的需求量，反而满足了植被对热量的需求，2000年以来山区植被NPP呈上升趋势，当然也可能归因于CO_2施肥效应。因此，森林、灌丛和湿地WUE呈上升趋势。不同植被类型WUE正趋势由高到低排序为：灌丛(0.0140 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})、森林(0.0110 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})、湿地(0.0100 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})和自然植被(0.0002 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})；不同植被类型WUE负趋势由高到低排序为：草原(−0.0340 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})和人工植被(−0.0030 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})(图6b)。

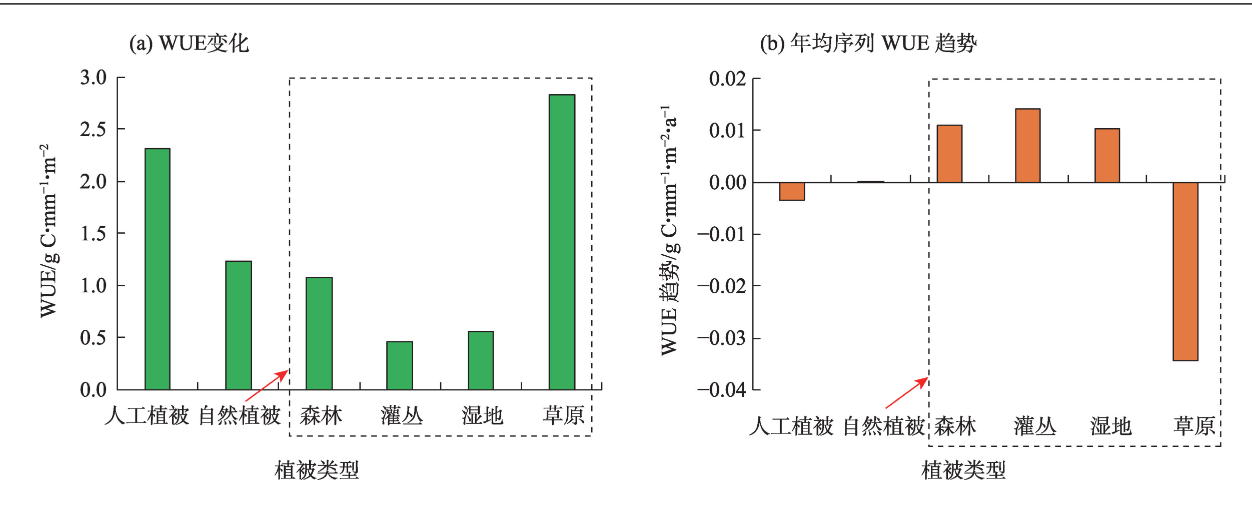


图6　1990—2020年新疆不同植被类型年均WUE及其趋势变化

Fig. 6　Annual average WUE and its trend changes of different vegetation types in Xinjiang from 1990 to 2020

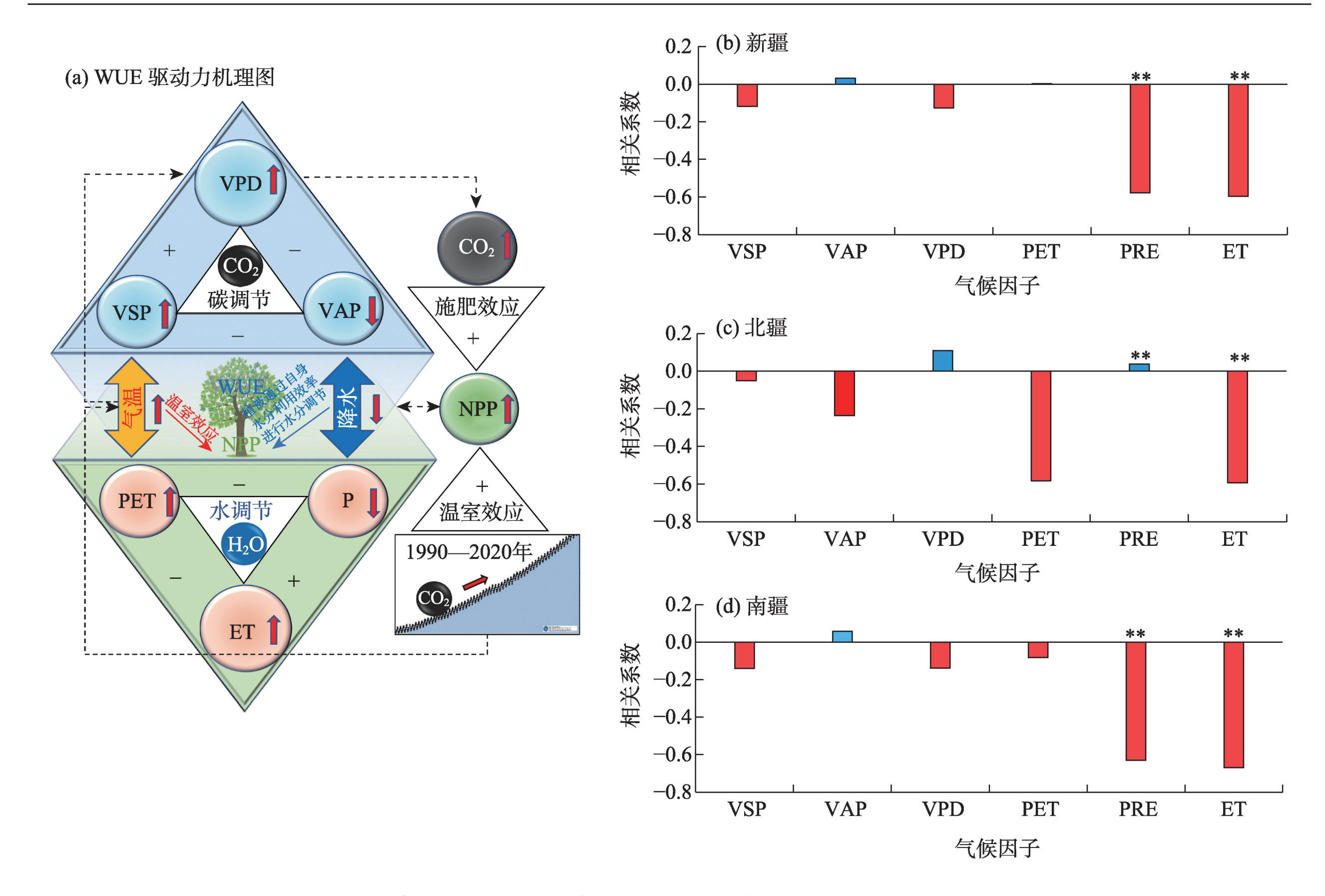
4　讨　论

研究区集中在植被区域(自然植被区和人工植被区),在干旱与半干旱气候区中此区域能够正常生长植被。不论基于自然或人为原因考虑,进一步说明在干旱区中植被区生境与气候环境较为湿润。1990—2020年,此区域植被NPP呈下降趋势,ET均呈上升趋势。因此,WUE呈下降趋势(−0.0361 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}),ET在此区域中对植被WUE的变化起主导作用。1982—2011年,全球多模式集成的平均水分利用效率估计为1.65~1.83 g C·mm^{-1}[28],一些研究人员计算出1982—2011年12个估算值的全球平均年水分利用效率为2.1±0.35 g C·mm^{-1}[9],本文WUE低于上述WUE的原因是:本研究的固碳使用的是NPP而不是总初级生产力(GPP),GPP高于NPP,并且ET数据源有所不同。研究表明随着CO_2等温室气体浓度的增加,气温升高,全球变暖俨然是一个不可逆转的趋势[29]。气温的变化,将引起VSP和VPD的上升和VAP的下降。同时,也将引起PET与ET的增加与PRE的减少。1990—2020年新疆NPP整体呈降低趋势,虽然1990年以来CO_2等温室气体引起的温室效应与CO_2对植被的施肥效应会导致NPP的增加,但仍低于由于高温引起的ET的增加趋势。因此,1990—2020年新疆及各地区植被WUE呈下降趋势。

通过WUE与VSP、VAP、VPD、PET、PRE和ET的相关性(图7)发现,除VAP与PET外,新疆植被WUE与上述气候因子均呈负相关关系。其中,PRE与ET对WUE的影响最大,VAP和PET对WUE的影响最小。首先,在干旱区PRE与ET正相关性较大,ET作为WUE的分母,必然与WUE呈高的负相关性。因此PRE与WUE呈负相关,进一步解释了ET在WUE中的主导作用。由于新疆植被区整体处于干旱气候,但生境却因海拔和人类活动呈湿润状态,因此受VAP、VPD与PET影响较小。北疆和南疆与此不同,同时南北疆之间也有所差异。北疆地区植被WUE分别与VPD和PRE呈正相关,但相关性较低,其余均为负相关。其中,北疆地区植被WUE分别与ET和PET负相关性较大,进一步说明北疆地区在干旱区有较为湿润的气候条件。而南疆地区植被WUE除了与VAP呈正相关外,与其余气候因子均为负相关;与整个新疆一致,PRE与ET对WUE的负相关影响最大,进一步说明了南疆相比北疆气候条件更为干旱。综上所述,新疆和南疆均受ET和PRE影响较大,北疆受ET和PET影响较大,说明ET在新疆(北疆和南疆)对植被WUE的变化起主导作用。但VSP、VAP和VPD对新疆(北疆和南疆)植被WUE的影响较小。这也进一步反映出新疆ET不仅受PRE、VAP、VAP及VPD等气候因素影响,更受气候因子主导的山区冰川积雪融水的干扰。因此,植被WUE可能与气候因子之间存在时间滞后性。这也是我们今后要考虑的方向。此外,为了更细致地刻画气候变 化对WUE的影响机制,有必要在叶子、植物和冠层水平上解析WUE对气候变化的响应。

5　结　论

(1) 1990—2020年新疆(北疆和南疆)植被WUE



注：WUE为水分利用效率；NPP为净初级生产力；ET为实际蒸散发；VSP为饱和水汽压；VAP为实际水汽压；VPD为饱和水汽压差；PET为潜在蒸散发；PRE为降水。**表示在 $P<0.01$ 水平上显著。

图7 1990—2020年WUE变化的驱动力机理

Fig. 7 Driving mechanism of WUE change from 1990 to 2020

年均值变化幅度均集中在0.60~4.10 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}的范围内，且均呈波动下降趋势。其中，南疆地区植被WUE年下降趋势最高(−0.0529 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})，而北疆地区植被WUE年下降趋势最低(−0.0070 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})，新疆植被WUE年下降趋势介于二者之间，为−0.0355 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1}。其中，平原区植被WUE均高于山区且新疆及各地区山区和平原区植被WUE均呈下降趋势。

(2) 新疆不同植被类型WUE由高到低排序为：草原(2.84 g C·mm^{-1}·m^{-2})、人工植被(2.31 g C·mm^{-1}·m^{-2})、自然植被(1.23 g C·mm^{-1}·m^{-2})、森林(1.08 g C·mm^{-1}·m^{-2})、湿地(0.56 g C·mm^{-1}·m^{-2})和灌丛(0.46 g C·mm^{-1}·m^{-2})。新疆不同植被类型WUE正趋势由高到低排序为：灌丛(0.0140 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})、森林(0.0110 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})、湿地(0.010 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})和自然植被(0.0002 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})；不同植被类型WUE负趋势由高到低排序为：草原(−0.0340 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})和人工植被(−0.0030 g C·mm^{-1}·m^{-2}·a^{-1})。

(3) 新疆和南疆植被WUE均受ET和PRE影响较大，北疆受ET和PET影响较大，但VSP、VAP和VPD对新疆(北疆和南疆)植被WUE的影响较小。这也进一步反映出新疆ET不仅受PRE、VAP、VAP及VPD等气候因素影响，更受气候因子主导的山区冰川积雪融水的干扰。

参考文献(References)

[1] Abd El-Mageed T A, Semida W M, Rady M M. Moringa leaf extract as biostimulant improves water use efficiency, physio-biochemical attributes of squash plants under deficit irrigation[J]. Agricultural Water Management, 2017, 193: 46−54.

[2] 郝海超, 郝兴明, 花顶, 等. 2000—2018年中亚五国水分利用效率对气候变化的响应[J]. 干旱区地理, 2021, 44(1): 1−14. [Hao Haichao, Hao Xingming, Hua Ding, et al. Response of water use efficiency to climate change in five Central Asian countries from2000 to 2018[J]. Arid Land Geography, 2021, 44(1): 1−14.]

[3] Jin N, Ren W, Tao B, et al. Effects of water stress on water use efficiency of irrigated and rainfed wheat in the Loess Plateau, China

[J]. Science of the Total Environment, 2018, 642: 1-11.

[4] 张桂玲, 李艳琴, 罗绪强, 等. 季节性干旱下喀斯特次生林不同树种水分利用效率变化[J]. 地球与环境, 2021, 49(1): 25-31. [Zhang Guiling, Li Yanqin, Luo Xuqiang, et al. Change of water use efficiency of different species in karst secondary forest under seasonal drought[J]. Earth and Environment, 2021, 49(1): 25-31.]

[5] Lu X L, Zhuang Q L. Evaluating evapotranspiration and water-use efficiency of terrestrial ecosystems in the conterminous United States using MODIS and AmeriFlux data[J]. Remote Sensing of Environment, 2010, 114(9): 1924-1939.

[6] Zhao M S, Heinsch F A, Nemani R R, et al. Improvements of the MODIS terrestrial gross and net primary production global data set [J]. Remote Sensing of Environment, 2005, 95(2): 164-176.

[7] Mu Q Z, Zhao M S, Running S W. Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm[J]. Remote Sensing of Environment, 2011, 115(8): 1781-1800.

[8] van Soest H L, den Elzen M G, van Vuuren D P. Net-zero emission targets for major emitting countries consistent with the Paris Agreement[J]. Nature Communications, 2021, 12: 2140, doi: 10.1038/s41467-021-22294-x.

[9] Cheng L, Zhang L, Wang Y P, et al. Recent increases in terrestrial carbon uptake at little cost to the water cycle[J]. Nature Communications, 2017, 8: 110, doi: 10.1038/s41467-017-00114-5.

[10] Huang Y L, Chen L D, Fu B J, et al. The wheat yields and water-use efficiency in the Loess Plateau: Straw mulch and irrigation effects [J]. Agricultural Water Management, 2005, 72(3): 209-222.

[11] Hao H C, Li Z, Chen Y N, et al. Recent variations in soil moisture use efficiency (SMUE) and its influence factors in Asian drylands[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 373: 133860, doi: 10.1016/j.jclepro.2022.133860.

[12] 刘伟, 姜逢清, 李小兰. 新疆气候变化的适应能力时空演化特征[J]. 干旱区研究, 2017, 34(3): 531-540. [Liu Wei, Jiang Fengqing, Li Xiaolan. Spatiotemporal evolution of adaptive capacity to climate change in Xinjiang[J]. Arid Zone Research, 2017, 34(3): 531-540.]

[13] Williams J D, Long D S, Reardon C L. Productivity and water use efficiency of intensified dryland cropping systems under low precipitation in Pacific Northwest, USA[J]. Field Crops Research, 2020, 254: 107787, doi: 10.1016/j.fcr.2020.107787.

[14] Gianluigi O, Matteo M. Precipitation seasonality promotes acquisitive and variable leaf water-economics traits in southwest Australian granite outcrop species[J]. Biological Journal of the Linnean Society, 2020, 133: 411-417.

[15] 裴婷婷, 李小雁, 吴华武, 等. 黄土高原植被水分利用效率对气候和植被指数的敏感性研究[J]. 农业工程学报, 2019, 35(5): 119-125. [Pei Tingting, Li Xiaoyan, Wu Huawu, et al. Sensitivity of vegetation water use efficiency to climate and vegetation index in Loess Plateau, China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2019, 35(5): 119-125.]

[16] 崔茜琳, 何云玲, 李宗善. 青藏高原植被水分利用效率时空变化及与气候因子的关系[J]. 应用生态学报, 2022, 33(6): 1525-1532. [Cui Xilin, He Yunling, Li Zongshan. Spatial-temporal variation of vegetation water use efficiency and its relationship with climate factors over the Qinghai-Tibet Plateau, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2022, 33(6): 1525-1532.]

[17] 陈亚宁, 李稚, 方功焕, 等. 气候变化对中亚天山山区水资源影响研究[J]. 地理学报, 2017, 72(1): 18-26. [Chen Yaning, Li Zhi, Fang Gonghuan, et al. Impact of climate change on water resources in the Tianshan Mountains, Central Asia[J]. Acta Geographica Sinica, 2017, 72(1): 18-26.]

[18] Zou J, Ding J L, Welp M, et al. Assessing the response of ecosystem water use efficiency to drought during and after drought events across Central Asia[J]. Sensors, 2020, 20(3): 581, doi: 10.3390/s20030581.

[19] Gilbert M E, Hernandez M I. How should crop water-use efficiency be analyzed? A warning about spurious correlations[J]. Field Crops Research, 2019, 235: 59-67.

[20] Liu S, Luo G P, Wang H. Temporal and spatial changes in crop water use efficiency in Central Asia from 1960 to 2016[J]. Sustainability, 2020, 12(2): 572, doi: 10.3390/su12020572.

[21] Abd El-Mageed T A, Semida W M, Rady M M. Moringa leaf extract as biostimulant improves water use efficiency, physio-biochemical attributes of squash plants under deficit irrigation[J]. Agricultural Water Management, 2017, 193: 46-54.

[22] 刘海桂, 唐旭利, 周国逸, 等. 1981—2000年广东省净初级生产力的时空格局[J]. 生态学报, 2007, 27(10): 4065-4074. [Liu Haigui, Tang Xuli, Zhou Guoyi, et al. Spatial and temporal patterns of net primary productivity in the duration of 1981—2000 in Guangdong, China[J]. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(10): 4065-4074.]

[23] 原一荃, 薛力铭, 李秀珍. 基于CASA模型的长江口崇明东滩湿地植被净初级生产力与固碳潜力[J]. 生态学杂志, 2022, 41(2): 334-342. [Yuan Yiquan, Xue Liming, Li Xiuzhen. Net primary productivity and carbon sequestration potential of salt marsh vegetation in Chongming Dongtan of the Yangtze Estuary based on CASA model[J]. Chinese Journal of Ecology, 2022, 41(2): 334-342.]

[24] Adams M A, Turnbull T L, Sprent J I, et al. Legumes are different: Leaf nitrogen, photosynthesis, and water use efficiency[J]. Proc Natl Acad Sci U S A, 2016, 113(15): 4098-4103.

[25] Yang J, Huang X. The 30 m annual land cover dataset and its dynamics in China from 1990 to 2019[J]. Earth System Science Data, 2021, 13(8): 3907-3925.

[26] 李稚, 李玉朋, 李鸿威, 等. 中亚地区干旱变化及其影响分析[J]. 地球科学进展, 2022, 37(1): 37-50. [Li Zhi, Li Yupeng, Li Hongwei, et al. Analysis of drought change and its impact in Central Asia[J]. Advances in Earth Science, 2022, 37(1): 37-50.]

[27] Yang J L, Dong J W, Xiao X M, et al. Divergent shifts in peak pho-

tosynthesis timing of temperate and alpine grasslands in China[J]. Remote Sensing of Environment, 2019, 233: 111395, doi: 10.1016/j.rse.2019.111395.

[28] Liu X F, Feng X M, Fu B J. Changes in global terrestrial ecosystem water use efficiency are closely related to soil moisture[J]. Science of the Total Environment, 2020, 698: 134165, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134165.

[29] Kondratyev K Y, Varotsos C. Atmospheric greenhouse effect in the context of global climate change[J]. Il Nuovo Cimento C, 1995, 18(2): 123-151.

Responses of vegetation water use efficiency to meteorological factors in arid areas of northwest China: A case of Xinjiang

GAO Xiaoyu[1], HAO Haichao[2,3], ZHANG Xueqi[1,4], CHEN Yaning[4]

(1. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 2. School of Geographic Sciences, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 3. Key Laboratory of Geographic Information Science, Ministry of Education, East China Normal University, Shanghai 200241, China; 4. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Sciences, Urumqi 830011, Xinjiang, China)

Abstract: Water use efficiency (WUE) links the processes of carbon and water cycling in terrestrial ecosystems and is a crucial indicator for understanding the response of vegetated ecosystems to climate change. In this study, the spatial and temporal patterns of vegetation WUE in Xinjiang of China from 1990 to 2020 were systematically analyzed based on the Carnegie-Ames-Stanford approach model inversions of net primary productivity and evapotranspiration (ET). In this method, remote sensing images and reanalysis data products from past 31 years were combined. The results revealed that vegetation WUE in Xinjiang has been decreasing for 31 years and 2003 was a pivotal year with a fluctuating downward trend before the turning point and a subsequent fluctuating upward trend. The spatial pattern of vegetation WUE in Xinjiang has not changed considerably over the past 31 years, with high values concentrated in plains, especially in the oasis and desert-oasis transition zones, and low values concentrated in mountains. The results revealed that the changes in vegetation WUE in Xinjiang can be attributed to the influence of climatic factors such as precipitation, evapotranspiration and water vapor pressure. This study can be used as a reference for screening artificial and natural vegetation structure types with reasonable structure, high water conservation and productivity, and for achieving the sustainable development of vegetation construction in arid and semiarid regions, especially for the ecosystem security and sustainable development of agriculture and animal husbandry in Xinjiang.

Key words: water use efficiency; net primary productivity; evapotranspiration; climate change